Comunidades de aves presentes en un área residencial suburbana y en un área exurbana en el Departamento Tafí Viejo (Tucumán, Argentina)

Navarro, Celina Inés; Claudia Marcela Antelo

Instituto de Vertebrados, Sección Ornitología, Fundación Miguel Lillo. Miguel Lillo 251, (4000) San Miguel de Tucumán, Tucumán, Argentina. navarrocelinaines@gmail.com, claudiamantelo@yahoo.com.ar

➤ **Resumen** — El desarrollo urbano supone una amenaza para la biodiversidad generando un gradiente de condiciones ambientales desde grandes urbes hacia zonas rurales. En este trabajo, se propone analizar las diferencias en la composición de dos comunidades de aves durante el período seco del año, en un área residencial suburbana (SU) y un área exurbana (SPU). Se evalúa similitud a nivel de familia y de especies, dominancia de especies, considerando abundancia relativa, frecuencia relativa y de ocurrencia, diversidad y equitatividad. Se interpretan las curvas rango-abundancia y de importancia relativa (IR). Se detectaron 79 especies (36 compartidas) y 30 familias entre los dos sitios. La similitud a nivel de familias fue 75 % y de especies 62,60 %. Las especies dominantes fueron en SPU *Zonotrichia capensis*, *Poospiza melanoleuca* y *Polioptila dumicola* y en SU *Z. capensis* y *Thraupis sayaca*. La diversidad y equitatividad fueron mayores en SU, con una magnitud de los cambios de 31,6 %. La distribución de abundancias en ambas comunidades fue del tipo logarítmico. En SU, se registró mayor número de especies con importancia relativa alta. El sitio más urbanizado presentó riqueza, número promedio de individuos y de especies por censo y diversidad mayor que el exurbano. Existió reemplazo de especies nativas por generalistas localmente invasivas.

Palabras clave: Gradiente urbano, avifauna, exurbano, suburbano, comunidades, diversidad.

➤ **Abstract** — "Bird communities present at a suburban residential area and in an exurban area in the Tafi Viejo Department (Tucumán, Argentina)". Urban development threatens biodiversity, generating a gradient of environmental conditions from large cities to rural areas. This paper analyzes the differences in the composition of two bird communities during the dry period of the year, in a suburban residential area (SU) and exurban area (SPU). Similarity at the family and species level, and dominance of species, considering relative abundance and relative frequency of occurrence, diversity and evenness are evaluated. Rank-abundance curves and the relative importance index (IR) are reported. Seventy-nine species (36 shared) and 30 families were detected between the two sites. The similarity level was 75 % for families and 62.60 % for species. The dominant species were in SPU *Zonotrichia capensis, Poospiza melanoleuca* and *Polioptila dumicola* and in SU *Z. capensis* and *Thraupis sayaca*. The diversity and evenness indices were higher in SU, with a magnitude of change of 31.6 %. The distribution of the abundance in both communities was logarithmic. A greater number of species of high relative importance was recorded in SU. The more urbanized site showed greater richness, average number of individuals and average species per census and greater diversity than the site in the process of urbanization. Replacement of native species by locally invasive generalist species was observed.

Keywords: Urban gradient, birds, exurban, suburban, communities, diversity.

INTRODUCCIÓN

Existen conceptos y aproximaciones teóricas, tales como modelos matemáticos expresados mediante índices, que han servido para poner en discusión el término «biodiversidad». En el contexto de la conservación ésta se analiza a cinco niveles de complejidad (la diversidad a escala genética, poblacional, comunitaria, de paisajes y ecosistémica), cada uno con tres componentes (composición, estructura y función). Resulta de ello una matriz conceptual que representa la complejidad extrema de la naturaleza donde los cambios en cada nivel y/o componentes deben ser analizados con escalas es-

Recibido: 11/11/13 – Aceptado: 09/05/14

paciales y temporales múltiples (Vides Almonacid y Andrade Pérez, 2009).

A menudo los estudios de comunidades son abordados considerando una colección particular de especies que coexisten en el mismo lugar y tiempo (Fauth *et al.*, 1996). Algunas especies o grupos taxonómicos son plausibles de ser usados como bioindicadores por ser capaces de reflejar el estado de conservación de la biota, su biodiversidad o grado de intervención humana (Villegas y Garitano-Zavala, 2008). Entre los grupos taxonómicos, el de las aves es uno de los utilizados como indicadores ya que cumplen con la mayoría de las características propuestas por Noss (1990) para desempeñar tal función.

La expansión urbana y la propagación de desarrollo suburbano y exurbano suponen una amenaza para la biodiversidad, por lo que actualmente constituyen un tema primordial para la investigación de los biólogos de la conservación (Pickett *et al.,* 1992; Miller y Hobbs, 2002; Fraterrigo y Wiens, 2005; Merenlender *et al.*, 2009).

La intensificación y diversificación en el uso de la tierra origina regiones con características diferentes que pueden incluirse en un gradiente de condiciones ambientales. En el intento de definir estas áreas se generó una amplia y diversa terminología, que publicada en la literatura de ecología urbana, ocasionó confusión. En este trabajo, se adopta la propuesta de Marzluff *et al.* (2001) quienes estandarizan 5 vocablos que describen los principales puntos a lo largo del gradiente de urbanización. Las zonas exurbanas y suburbanas que se ubican en los sectores intermedios de aquel gradiente, en el cual las urbanas y las «tierras silvestres» constituyen los extremos. Los entornos urbanos y suburbanos son sinónimos de extrema fragmentación del hábitat y ejemplifican la homogeneización biótica que ocurre en todo el mundo (Hunter, 1996; McIntyre y Hobbs, 1999).

Estudios previos en otras regiones han demostrado que la riqueza y la composición específica de ciertos taxones (plantas, aves, mariposas y muchos insectos) varían a lo largo del gradiente, la riqueza disminuye y las especies no nativas se vuelven proporcionalmente más comunes hacia el extremo urbano (McKinney, 2002). Coincidente con los resultados de otros trabajos, Leveau y Leveau (2004) encontraron que la abundancia de aves disminuyó hacia sectores más urbanizados mientras que Clergeau *et al.* (1998) registraron un aumento en la mencionada dirección. Blair (1996) encontró patrones a nivel comunitario contradictorios a otros estudios del efecto de la urbanización sobre las aves ya que obtuvo picos de valores de diversidad, riqueza específica, densidad y biomasa de aves en niveles intermedios de urbanización respecto a los dos extremos ya mencionados de este gradiente.

Existe menos información acerca del impacto del crecimiento exurbano sobre las poblaciones de aves nativas. Algunos estudios evidencian que existen cambios en las comunidades asociados a los primeros estadios de urbanización, respecto a los ambientes naturales (MacGregor-Fors y Schondube, 2012) y que la composición específica y las abundancias, principalmente de aves forestales, se ven alteradas (Suárez Rubio *et al.*, 2011).

Los antecedentes para sectores próximos al área de estudio (Navarro *et al.*, 2000; Antelo *et al.*, 2006; Brandán *et al.*, 2006; Navarro y Marigliano, 2006) incluyen estudios de las comunidades de aves presentes en ambientes con diferentes tipos y grados de disturbios como bosques con extracción de leña, zonas de viviendas y parcelas cultivadas. Los datos aportados en esta bibliografía posibilitaron la caracterización de la avifauna local y sirvieron de base comparativa. Cabe remarcarse que no existen para la región estudios sobre el impacto del desarrollo exurbano sobre la avifauna nativa.

Con la finalidad de evaluar el efecto de la urbanización sobre la avifauna se analizaron los datos correspondientes a un área residencial suburbana y un área exurbana (bosque secundario en proceso de urbanización), incluidos en una matriz boscosa. Se trabajó con datos correspondientes al período no reproductivo de las aves (otoño-invierno).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Las localidades de estudio, Los Guayacanes y la Villa de Raco, se encuentran en el Departamento Tafí Viejo, al NO de San Miguel de Tucumán, provincia de Tucumán (Fig. 1). Ambos sitios se localizan sobre la ruta provincial 341 que se desprende de la Ruta Nacional 9 en la localidad de Tapia. Uno de ellos, Los Guayacanes, en proceso de urbanización o exurbano (26°362 383 S y 65°212 113 W) se localiza en el km 10 y el otro, la Villa de Raco, un área residencial suburbanizada (26°372 593 S y 65°262 003 W), 7 km más adelante y sobre la misma ruta.

El clima del área es subtropical de tipo serrano con estación seca en invierno y lluvias estivales desde octubre a marzo, registrándose 800 mm anuales. Los vientos son predominantes del norte-nordeste y la temperatura media anual oscila entre 14º-18 ºC (Santillán de Andrés y Ricci, 1980).

La vegetación natural corresponde a las regiones que Versvoorst (1981) denominó como Bosque Chaqueño Serrano y Bosque Montano Inferior Subtropical. La zona puede describirse como una matriz boscosa fragmentada que incluye bosques nativos con distintos grados de disturbio, un área protegida (Parque Biológico Sierra de San Javier), parches de cultivos o pastura para ga-

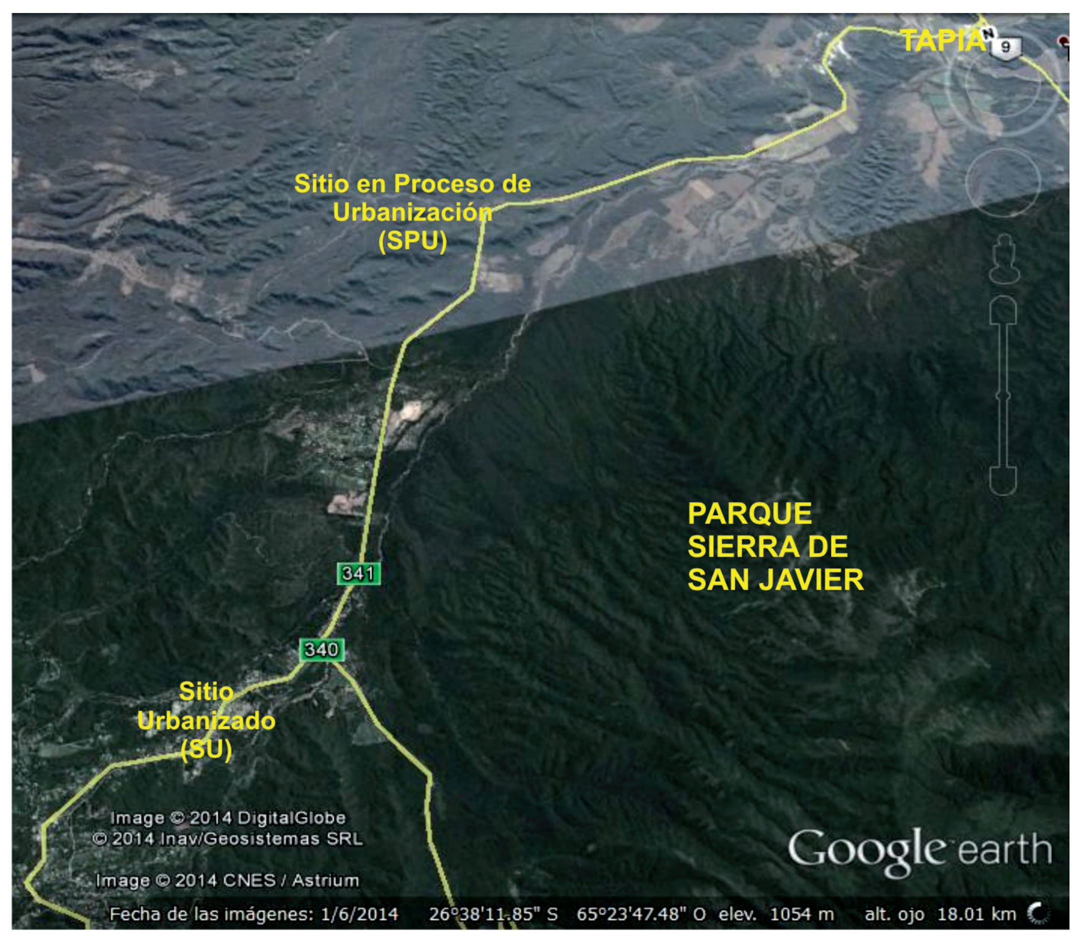


Fig. 1. Ubicación del área de estudio. SPU = Sitio en proceso de urbanización o exurbano en Los Guayacanes. SU = Sitio surbanizado en Villa de Raco. La imagen muestra los sitios inmersos en una matriz boscosa y fragmentada. Se observan varios parches con modificaciones urbanísticas.

nado, extensiones destinadas a actividades recreativas o deportivas y asentamientos urbanos dispersos compuestos por una o varias viviendas unifamiliares. Durante los últimos años los emprendimientos inmobiliarios han adquirido importancia, destinados a la construcción tanto de casas de fin de semana o veraneo como de residencias estables.

Sitio en proceso de urbanización o sitio exurbano (en adelante SPU, 861 m snm).— Se trata de una propiedad privada ubicada en Los Guayacanes, cubierta por bosque nativo en la cual se está llevando a cabo un desmonte intensivo debido al parcelamiento y loteo de la superficie. La apertura de nuevos caminos para acceder a las parcelas en venta ocasiona la extracción de ejemplares arbóreos añosos y la desaparición del arbustal original. Entre las especies arbórea se encuentran *Jodinia rhombifolia* (sombra de toro), *Coccoloba tiliacea* (sacha pera), *Prosopis alba* y *P. nigra* (algarrobo blanco y algarrobo negro), *Schinopsis lorentzii* y *Aspidosperma quebracho-blanco* (quebracho colorado y blanco), *Ziziphus mistol* (mistol), *Acacia aroma* (tusca), *Cereus atacamensis* (cardón), *Geoffroea decorticans* (chañar), *Porlieria microphylla* (guayacán), etc. Era una zona con movimiento discontinuo pero constante debido al acceso de camiones, topadoras y motocicletas de los operarios que se encontraban trabajando (construcción de viviendas, tendido eléctrico, colocación de cañerías de agua, remoción de áridos, apertura de caminos y extracción de la leña entre otras actividades). Mientras se realizaba este estudio, la propiedad no tenía libre acceso al público. Las construcciones edilicias se encontraban en diferentes estadios de desarrollo y si bien las 5 más adelantadas no estaban aún terminadas, a este ritmo, se cal-



Fig. 2. Bosque nativo con desmonte intensivo por el parcelamiento y loteo (SPU= Sitio en proceso de urbanización o exurbano).

cula que en los próximos meses algunas ya estarían en condiciones de ser habitadas y otras bastante avanzadas. Cada parcela en venta tenía una superficie de 5 ha por lo que se estimó 1 casa/5 Ha y 0,5 autos/hora en los caminos de acceso (Fig. 2).

Sitio suburbanizado (en adelante SU, 1.100 m snm).— Se trata de la Villa de Raco, lugar turístico tradicional por excelencia, con creciente actividad turística y recreativa, incrementada en el período estival debido a los numerosos visitantes que concurren a la zona a disfrutar de las bondades de su panorama y clima. En su paisaje, se mezclan parches de cultivos, de bosque nativo y la zona de viviendas, habitadas de modo permanente o transitorio, caracterizadas por jardines de extensión variable, cubiertos de césped y la presencia de especies arbóreas, arbustivas o herbáceas ornamentales y exóticas. Entre ellas se encuentran: pinos (*Pinus elliotti*), ligustros (*Ligustrum lucidum*), álamo plateado (*Populus alba*), limoneros (*Citrus* sp), eucaliptos (*Eucaliptus globulus*), entre otros. La villa cuenta con grandes y añosas casonas, construcciones más modernas y también algunas precarias que se distribuyen de modo contiguo. También se pueden observar parcelas abandonadas o con edificaciones en diferentes etapas de construcción. Se estimó un promedio de 10 casa/ Ha y 1 auto/hora. La zona se encuentra recorrida por arroyos temporales y por el río Raco (Fig. 3).

Toma de datos

Se aplicó la metodología de puntos de radio fijo, de 25 m de radio y 15 de altura con una duración de 15 minutos (Hutto *et al.*, 1986). En cada sitio, se delimitó una transecta de 4 km sobre la cual se ubicaron 15 puntos de conteo separados entre sí por



Fig. 3. Villa de Raco, área residencial seleccionada para el muestreo como Sitio suburbanizado (SU).

no menos de 200 m. En el SU se trabajó sobre un camino vecinal y en el SPU en el camino de acceso a las parcelas en venta.

La toma de datos se llevó a cabo durante las primeras horas de la mañana registrándose especie y número de ejemplares avistados. Se analizaron registros del período seco correspondientes a dos años: 2011 y 2013. Los datos se colectaron en una inspección mensual a cada sitio desde mayo hasta agosto de ambos años. Cada visita significó un conteo en cada uno de los 15 puntos, totalizando 60 conteos por cada año en SPU y 60 en SU. Los datos bianuales se organizaron en un grupo para cada sitio.

Análisis de los datos

Se compara para el período seco la composición de aves de cada uno de los sitios, a nivel de familia y de especies. Para la nomenclatura y clasificación taxonómica de la avifauna se siguió a Remsen *et al.* (2014). Las características ecológicas de las especies destacadas por su valor de importancia en las comunidades estudiadas fueron extraídas de Stotz *et al.* (1997). Estos autores categorizaron la sensibilidad al disturbio, o sea la vulnerabilidad de las especies a la presencia humana mediante variables cualitativas (alta, media, baja y desconocida) y describieron el hábitat más frecuentado en época reproductiva, según sus observaciones y datos no publicados.

La similitud en la composición de especies se analiza con el Índice de Sorensen (IS) (Magurrán, 1989), donde $IS = 2c/a+b$, siendo c = las especies comunes, a y b = las especies en cada muestra, y el Índice de Similitud Proporcional (SP) (Feinsinger, 2004). Este índice considera además de la composición, la proporción de las especies en ambas muestras, donde: $SP = \Sigma \min (p_{i1}\ p_{i2})$, siendo $p_{i=}$ la proporción de la especie i en la muestra 1 o en la muestra 2. Los valores en ambos índices varían de 0 (ninguna especie en común) a 1 (todas las especies en común para IS y todas las especies idénticas y con la misma proporción para SP).

La comparación de la estructura de las comunidades (dominancia e equitatividad) se llevó a cabo mediante curvas rango-abundancia (Magurrán, 1989). Las mismas permitieron destacar las especies más abundantes en cada comunidad. Se seleccionaron las especies dominantes en cada sitio, en base a tres criterios arbitrarios: a) Abundancia relativa al total de individuos registrados con valores ≥ 5 %, b) Frecuencia relativa al total de censos con valores ≥ 15 %, y c) Frecuencia de ocurrencia relativa al total de avistajes efectuados ≥ 5 %.

Para identificar las especies más abundantes por familia, se tomó como límite inferior el 5 % de la abundancia intrafamilia. Las abundancias de las especies comunes a ambas localidades se analizaron comparativamente empleando el test Chi^2 ($p < 0{,}05$).

El IR, Índice de Importancia Relativa (Bucher y Herrera, 1981), se calculó para cada especie y se seleccionaron aquellas cuyo valor de importancia fue ≥ 0,5 %. Para estas especies se calculó el Log en base 10 para cada valor individual y se graficó una curva para cada comunidad sobre un sistema de ejes ubicando las especies sobre el eje *X*, ordenadas desde la más a la menos importante. Sobre el eje *Y*, se colocan los valores del log 10 del IR de cada especie. Esto permite interpretar de un modo más objetivo la representatividad de cada especie en las comunidades o sea «equilibrar» a aquellas muy abundantes pero poco frecuentes con aquellas muy frecuentes pero por lo general solitarias.

Complementando la información brindada por las curvas de IR se presentan los valores de equitatividad y diversidad, esta última, calculada con el índice de Shannon Wiener y analizada con el test T y el método de Hutchenson (Magurran, 1989). El índice de Shannon Wiener brinda una medida de la incertidumbre o de entropía de los sistemas a comparar pero dado que no muestra una relación lineal con la riqueza y abundancia en cada ensamble, se aplicó la fórmula D propuesta por Jost y González Oreja (2012). Para evaluar las diferencias atribuidas a la urbanización, se utilizó $D=\exp(-\Sigma pi^* \ln pi)$ y la siguiente expresión porcentual D1-D2/D1 (Jost y González Oreja, 2012).

RESULTADOS

Se detectaron 3564 ejemplares de aves pertenecientes a 79 especies (36 compartidas) y 30 familias. Las especies avistadas solamente en el SPU fueron 17 y contabilizaron el 23 % de los individuos y 26 especies fueron identificadas sólo en el SU con el 54,1 % de los ejemplares. En el SPU se detectaron 1338 individuos, con un promedio de 11,15 (±10) indiv/censos y en SU 2226 con 18,55 (±15) indiv/censos. En el SPU la media de especies por censo fue de 3,78 de especies (±2) y en el SU de 5,15 especies (±2).

De las 36 especies presentes en ambos sitios se encontraron diferencias significativas en la abundancia media de 21, destacándose algunas en el SU como *Cyanocorax chrysops* y *Pitangus sulphuratus*, otras en el SPU como *Colaptes rubiginosus* y *Lepidocolaptes angustirostris* (Tabla 1). Las curvas de rango abundancia, mostraron en el SPU a *Zonotrichia capensis* en la cabecera, acompañada por *Poospiza melanoleuca, Psittacara mitratus, Thectocercus acuticaudatus, Coryphospingus cucullatus* y *Polioptila dumicola* y en el SU a *Amazona tucumana, Thraupis sayaca, Z. capensis, Sporagra magellanica* y *Agelaioides badius* (Fig. 4).

De acuerdo a los criterios seleccionados, *Z. capensis* es una especie dominante en ambos sitios (abundancia relativa 27 y 10 %, frecuencia relativa 45 y 45 %, frecuencia de ocurrencia 12 y 9 %, en el SPU y el SU, respectivamente). Junto a ella, en el SPU estuvieron *P. melanoleuca* y *P. dumicola* (abundancia relativa 10 y 5 %, frecuencia relativa 20 y 19 %, frecuencia de ocurrencia 5 y 5 %, respectivamente). En el SU se destacó también *T. sayaca* (abundancia relativa 1 %, frecuencia relativa 45 % y frecuencia de ocurrencia 9 %). Ambas comunidades estuvieron integradas en su mayor parte por especies con abundancia relativa menor al 5 %. El rango de abundancia relativa fue de 0 a 27 % en el SPU y de 0 a 11 % en el SU.

Tabla 1. Especies con diferencias significativas en sus abundancias (media ± SD) entre los dos sitios de muestreos (SPU-SU).

Especies	SPU	SU	Chi² ($p < 0,05$)
Cathartes aura	3 ± 0,20	13 ± 0,56	6,25
Colaptes rubiginosus	7 ± 0,35	1 ± 0,09	4,50
Cranioleuca pyrrhophia	16 ± 0,45	1 ± 0,09	13,24
Cyanocompsa brisonii	44 ± 0,69	20 ± 0,50	9,00
Cyanocorax chrysops	19 ± 0,79	51 ± 1,25	14,63
Lepidocolaptes angustirostris	26 ± 0,45	1 ± 0,09	23,15
Leptotila verreauxi	10 ± 0,33	1 ± 0,09	7,36
Myioborus brunniceps	5 ± 0,46	37 ± 0,93	24,38
Pionus maximiliani	2 ± 0,18	101 ± 2,87	95,16
Pipraeidea bonariensis	3 ± 0,27	34 ± 0,79	25,97
Piranga flava	18 ± 0,54	5 ± 0,23	7,35
Pitangus sulphuratus	1 ± 0,09	71 ± 0,86	68,06
Poospiza melanoleuca	137 ± 3,91	39 ± 2,4	54,57
Psittacara mitratus	135 ± 0,06	17 ± 1,18	91,61
Saltator aurantiirostris	20 ± 0,46	43 ± 0,60	8,40
Setophaga pitiayumi	8 ± 0,28	54 ± 1,04	34,13
Sittasomus griseicapillus	7 ± 0,30	1 ± 0,09	4,50
Troglodytes aedon	18 ± 0,36	41 ± 0,53	8,97
Turdus rufiventris	13 ± 0,31	68 ± 1,08	37,35
Zenaida auriculata	3 ± 0,20	27 ± 0,63	19,20
Zonotrichia capensis	368 ± 7,22	235 ± 3,99	29,33

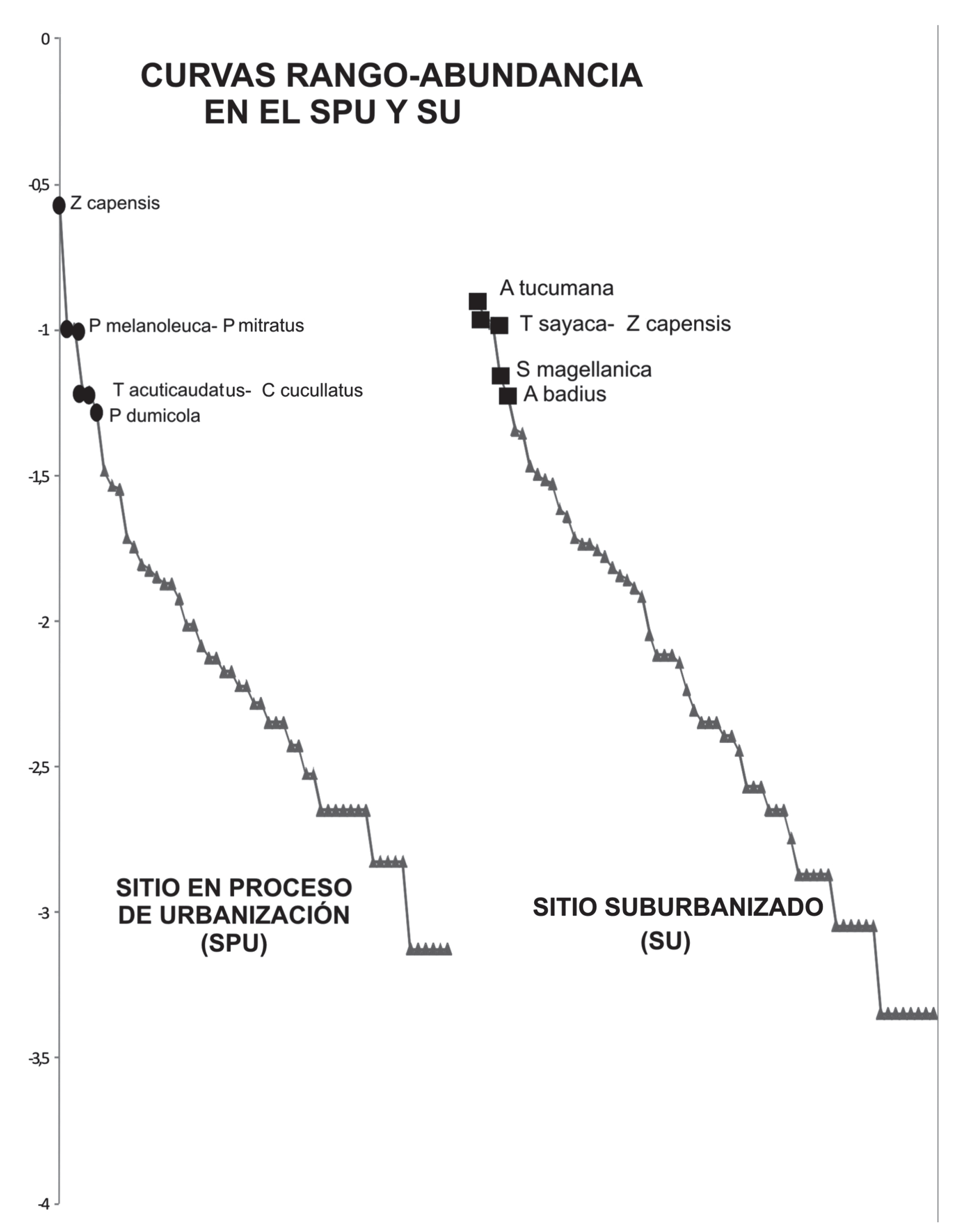


Fig. 4. Curvas de rango-abundancia de las comunidades de aves presentes durante el período seco en un sitio en proceso de urbanización o exurbano (SPU) y en sitio suburbanizado (SU). En el eje X, se presenta el ranking de las especies.
Referencias: *Z. capensis = Zonotrichia capensis, P. melanoleuca = Poospiza melanoleuca, P. mitratus = Psittacara mitratus, T. acuticaudatus = Thectocercus acuticaudatus, C. cucullatus = Coryphospingus cucullatus, P. dumicola = Polioptila dumicola, A. tucumana = Amazona tucumana, T. sayaca = Thraupis sayaca, S. magellanica = Sporagra magellanica y A. badius = Agelaioides badius.*

En el SPU, se encontraron 7 especies con un valor de Índice de Importancia Relativa destacado (IR ≥ 0,5 %) y 12 en el SU, de ellas sólo *Z. capensis* es compartida (Fig. 5). En el SPU *Cyanocompsa brisonii* presentó valores de IR alto debido a su frecuencia relativa al total de censos del 27 % y *P. mitratus* y *T. acuticaudatus* por sus abundancias del 10 y 6 % respectivamente, dado que sus frecuencias fueron bajas (< 15 %). En el SU los valores de IR ≥ 0,5 % de *S. magellanica* se debieron a su abundancia relativa mientras que el de *Pitangus sulphuratus, Turdus rufiventris, Troglodytes aedon, Saltator aurantiirostris* y *Setophaga pitiayumi* se debieron a sus frecuencias elevadas (> 15 %).

La riqueza del SPU fue de 53 especies pertenecientes a 23 familias y en SU se identificaron 62 especies de 25 familias. La similitud en la composición de especies apli-

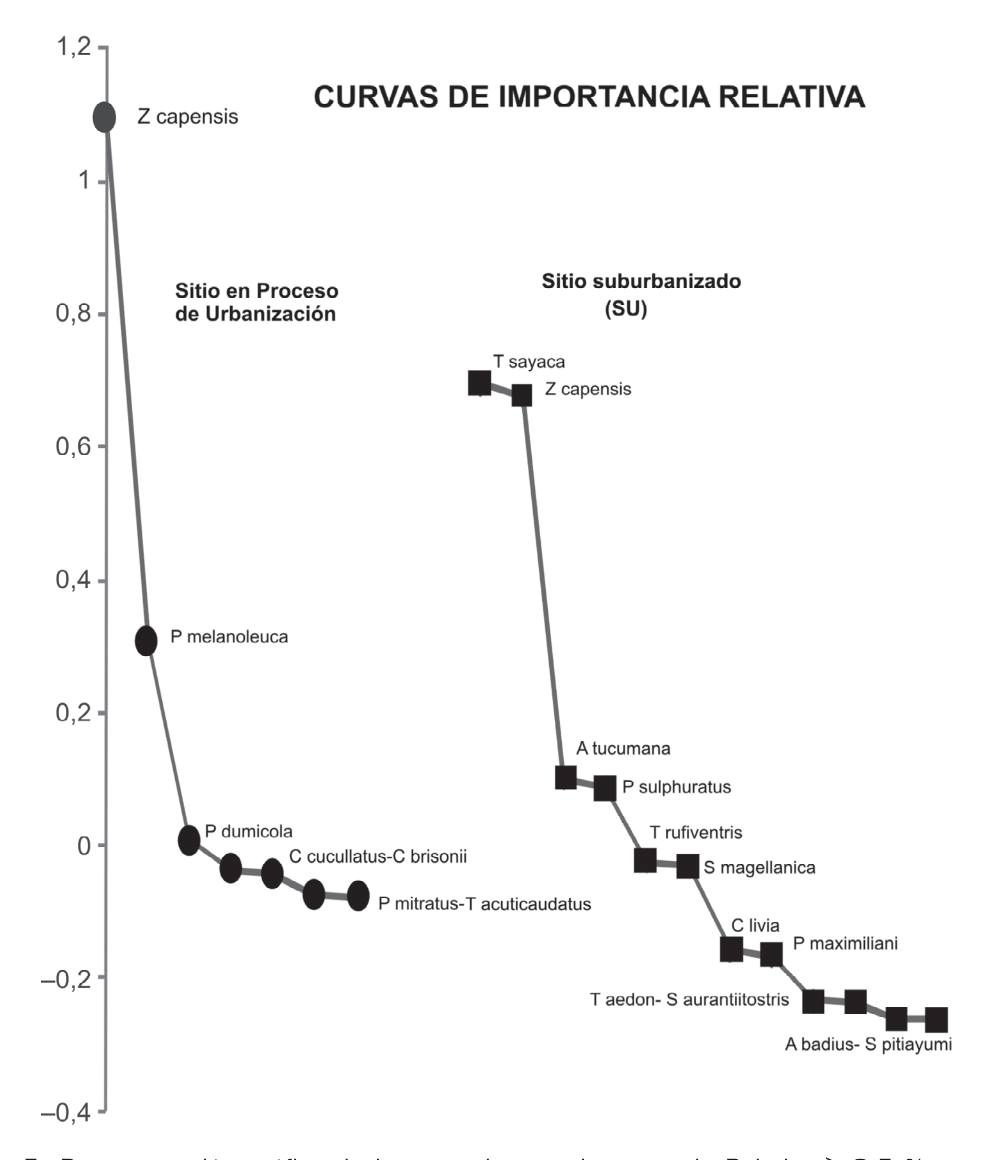


Fig. 5. Representación gráfica de las especies con Importancia Relativa ≥ 0,5 % en cada una de las comunidades en análisis. Las especies se ubicaron sobre el eje X, ordenadas desde la más a la menos importante y sobre el eje Y se colocaron los valores del log 10 del IR de cada especie.

cando el Índice de Sorensen fue de 62,60 % mientras que el Índice Proporcional fue de 28,4 %.

Las familias que presentaron mayor número de especies fueron Furnariidae (6 spp en ambos sitios), Columbidae (5 spp en ambos sitios), Picidae (5 spp en el SPU), Tyrannidae (5 spp en el SU) y Thraupidae (5 spp en el SU).

Las familias más abundantes en SPU fueron Psittacidae y Emberizidae representando entre ambas el 66 % del total de individuos de este sitio. Entre los loros se destacaron *Psittacara mitratus* y *Thectocercus acuticaudatus* con el 61 y 38 %, respectivamente y entre los emberízidos *Z. capensis* (90 %) y *Arremon flavirostris* (10 %). En SU las familias más abundantes fueron Psittacidae, Thraupidae, Icteridae y Emberizidae, con 61 % de los individuos. Los loros más numerosos fueron *Amazona tucumana* (60 %), *Pionus maximiliani* (21 %) y *T. acuticaudatus* (14 %). Entre los tráupidos se destacaron *Thraupis sayaca* (33 %), *Poospiza melanoleuca* (12 %) y *Pipareidea bonariensis* (10 %). Entre los ictéridos lo hicieron *Agelaioides badius* (54 %), *Molothrus bonariensis* (31 %) e *Icterus cayanensis* (13 %) y entre los emberízidos *Z. capensis* (96 %).

Las familias exclusivas de SPU fueron Tinamidae, Cracidae, Cariamidae, Thamnophilidae y Polioptilidae, todas con una especie y juntas con el 8 % de los individuos y las de SU, Ardeidae, Charadriidae, Cuculidae, Bucconidae, Hirundinidae, Icteridae y Passeridae, todas con una especie, excepto ictéridos con 4. Entre ellas representaron el 15 % de los individuos registrados en la localidad. La similitud en la composición a nivel de familias evaluada aplicando el Índice de Sorensen fue 75 %.

La diversidad de Shannon-Wiener fue H' = 2,85 en SPU y H' = 3,23 en SU, con una equitatividad de 0,718 y 0,782, respectivamente. Se encontraron diferencias significativas en el índice de diversidad de ambos sitios estudiados ($T = 2{,}78$, $p < 0{,}05$). El SU resultó ser un 12,04 % más diverso que SPU.

Aplicando la expresión D, las diferencias entre los sitios estudiados fueron mayores, siendo D(SPU) = 17,29 y D(SU) = 25,28. La magnitud de los cambios resultaron del 31,6 %.

DISCUSIÓN

El desarrollo exurbano implica la radicación de estructuras edilicias en baja densidad, fuera de los límites urbanos y en áreas nativas o muchas veces próximas o en la periferia de áreas protegidas (Marzluff *et al.,* 2001; Fraterrigo y Wiens, 2005; Merenlender *et al.*, 2009). Tal es el caso de SPU, sitio caracterizado como exurbano en este trabajo, ubicado en las proximidades del Parque Biológico Sierra de San Javier. La influencia de esta área protegida es indiscutible debido a su extensión y su cercanía al sitio analizado lo cual brinda la oportunidad de evaluar las respuestas de los ensambles y de las especies de aves en forma individual a los cambios producidos por este tipo de desarrollo.

Los resultados obtenidos revelaron que la parcela suburbanizada (SU) presentó mayor riqueza, número promedio de individuos y de especies por censo y mayor diversidad que la parcela en proceso de urbanización o exurbana (SPU). Se asume que durante el período seco la oferta de recursos es crítica y que la zona suburbana (SU), en relación al ambiente menos urbanizado, brindaría ciertos beneficios como la disponibilidad de agua, especies frutales y ornamentales además de mayor y más variados lugares de protección y recursos tróficos. Por otra parte, cuenta con una población humana residente (permanente o temporaria), viviendas con ejemplares arbóreos añosos y jardines con vegetación heterogénea, lo que brindaría un hábitat más estable y diverso. Otros estudios (Alvey, 2006; Pautasso, 2007; De Juana Aranzana, 2013) han constatado que los ecosistemas urbanizados pueden ser más ricos en especies de aves que sus inmediaciones por presentar un mosaico más variado de recursos y mayor cantidad de microhábitats.

La oferta de recursos tiene relación con la edad del parche urbanizado dado que la misma es un buen indicador de la compleji-

dad del hábitat que se desarrolla en él y explicaría en parte la variabilidad de la riqueza de aves (Fernández-Juricic, 2000). Sin embargo, otros autores señalaron que el incremento en la riqueza de aves se debe más a los cambios en las condiciones del hábitat que a la edad misma de la urbanización (Munyenyembe *et al.,* 1989).

El proceso de urbanización representaría para las aves la apertura de un hábitat nuevo para la colonización, favoreciendo el ingreso de especies generalistas y de amplia distribución, los denominados «adaptadores urbanos» (Merenlender *et al.*, 2009). Por ejemplo, *Troglodytes aedon, Pitangus sulphuratus, Turdus rufiventris, Turdus amaurochalinus, Pipraeidea bonariensis* y *Saltator aurantiirostris,* presentes en ambos sitios, podrían ser las pioneras agregándose luego *Passer domesticus, Sporagra magellanica, Molothrus bonariensis, Thraupis sayaca, Furnarius rufus, Guira guira, Columba livia* y *Vanellus chilensis*. Esta dinámica es parte de un complejo proceso que llevaría a la formación de comunidades que incluirían especies típicas de urbanizaciones, las conocidas como «explotadores urbanos» (MacGregor-Fors y Schondube, 2012). Este reemplazo de especies nativas por otras cosmopolitas y localmente invasivas es coincidente además con la hipótesis sobre tendencia a la homogeneización biótica (Hunter, 1996; McIntyre y Hobbs, 1999).

Por otra parte, el cambio en el uso de la tierra ocurrido en las primeras etapas de urbanización como tala selectiva, apertura de caminos, construcción de viviendas, tránsito vehicular y desmonte, se vio reflejado en una disminución de la diversidad y alteración en la composición de la comunidad de aves. Si bien no se realizó un análisis específico sobre el uso de los diferentes estratos, se sugiere que el desarbustado y posterior remoción de la materia orgánica son factores que limitan el desarrollo de las especies de aves que lo explotan. Brandán *et al.* (2006) también señalaron para sectores próximos al área de estudio una aparente relación entre el bajo número las especies de aves registrado y el escaso desarrollo del estrato arbustivo bajo, durante el período de otoño y primavera.

En otras regiones del mundo, estudios en zonas nativas *vs.* urbanizadas permitieron detectar a las especies denominadas «evasores urbanos» o sea especies encontradas sólo en condiciones naturales (Blair, 1996). Los resultados del presente trabajo coinciden con los de MacGregor-Fors y Schondube (2012) quienes también encontraron que la riqueza de especies decrece significativamente cuando un área comienza a ser urbanizada.

La similitud entre las comunidades analizadas fue alta considerando sólo la composición de la avifauna. Pero si se combina esta con las abundancias específicas, el valor de la semejanza disminuye a la mitad debido a las diferencias significativas de las abundancias de las especies compartidas. Estas especies comunes son conocidas en la literatura como «adaptadas a lo urbano», es decir presentes tanto en asentamientos urbanos como en ambientes más naturales (Blair, 1996; Merenlender *et al.*, 2009). Por otra parte, según Jost y González Oreja (2012), los cambios en las abundancias de las especies resultan más informativos para evaluar los impactos de las actividades humanas en sistemas biológicos que sólo los datos de presencia/ausencia. Algunas especies mostraron mayores abundancias en el sector suburbano mientras que otras en el sitio en proceso de urbanización, tal como lo revelaron otros estudios (Clergeau *et al.* 1998; Leveau y Leveau, 2004; Fraterrigo y Wiens, 2005; Merenlender *et al.,* 2009), donde las especies exhiben una respuesta variable al proceso de desarrollo urbanístico.

La comunidad de aves de la zona suburbana (SU) puede ser caracterizada por especies con importancia relativa elevada como: *Zonotrichia capensis,* que se puede observar solitaria o integrando bandadas uni o multiespecíficas. Se la considera de baja sensibilidad ambiental dado que explota una amplia gama de hábitats incluyendo los secundarios y antropizados, con preferencia por los no forestales, que incluyen vegetación arbustiva o arbórea baja, con cactus y bromeliáceas. Se trata de una especie generalis-

ta y de amplia distribución, dominante en la comunidad, también registrada como abundante, frecuente e importante en sitios aledaños (Navarro *et al*., 2000; Navarro y Marigliano, 2006) y en el SPU.

En el SU aparecieron además 6 especies de registros abundantes y gregarias. *Thraupis sayaca* es una especie dominante en la comunidad, que frecuenta bordes forestales y ambientes forestales secundarios y que se considera de baja sensibilidad ambiental. También fue registrada en la zona como abundante, frecuente e importante por Navarro *et al*. (2000) y Brandán *et al*. (2006). *Sporagra magellanica* es reconocida por su preferencia por hábitats no forestales representados por arbustales densos especialmente en valles intermontanos, aunque también frecuenta ambientes secundarios. Se la considera de baja sensibilidad ambiental y fue registrada como abundante en Las Tipas (Navarro *et al*., 2000). *Columba livia* es la única especie exótica destacada y de baja sensibilidad ambiental. Se la menciona para arbustales de crecimiento secundarios, pasturas o pastizales, tierras agrícolas, así como para bosques con disturbios naturales. Se relaciona con ambientes antropogénicos y si bien no fue observada en las zonas urbanizadas próximas durante los estudios previos de Navarro *et al*. (2000) y de Brandán *et al*. (2006), se sabe que en la actualidad ya los colonizaron (datos no publicados). *Amazona tucumana* es una especie forestal de sensibilidad ambiental media y por lo tanto con un número bajo de hábitats explotables; fue observada en los mismos micrositios en ambos años de muestreo. Esta especie también fue registrada durante la estación seca en un área densamente poblada en Yerba Buena (Juri y Chani, 2005; Presti y Echevarria, 2009) y en zonas urbanizadas de Las Tipas aunque como poco abundante y poco frecuente (Navarro *et al*., 2000, Brandán *et al*., 2006). *Pionus maximiliani* prefiere bosques bajos siempre verdes, es de sensibilidad ambiental media y no se la observó en las zonas urbanizadas próximas durante los estudios previos de Navarro *et al*. (2000) y de Brandán *et al*. (2006). *Agelaioides badius*, prefiere áreas con arbustales de crecimiento secundario dominadas por vegetación baja, resultantes de la intervención antrópica, incluyendo pasturas y campos de cultivos; es de baja sensibilidad ambiental. Generalmente se la registró en los ligustros peridomésticos. No fue observada en las zonas urbanizadas próximas durante los estudios previos de Navarro *et al*. (2000) y de Brandán *et al*. (2006).

Otras especies con valores destacados de índice de importancia relativa en la comunidad suburbana fueron *Pitangus sulphuratus, Turdus rufiventris, Troglodytes aedon, Saltator aurantiirostris* y *Setophaga pitiayumi,* todas asociadas con ambientes antropizados y que se observan habitualmente solitarias o en parejas. *P. sulphuratus* fue registrada como frecuente por Navarro *et al*. (2000) y como frecuente y abundante por Brandán *et al*. (2006). Se considera especie de baja sensibilidad ambiental.

Turdus rufiventris y *S. aurantiirostris,* especies de baja sensibilidad ambiental, registradas en hábitat secundarios, en sucesión primaria, o bosques con disturbios naturales, fueron categorizadas como frecuentes por Brandán *et al*. (2006) y como frecuentes y abundantes por Navarro *et al*. (2000), mientras que *T. aedon* y *S. pitiayumi* fueron tratadas como frecuentes en ambos estudios mencionados. Son de baja y media sensibilidad, respectivamente. *T. aedon* es observada en arbustales de crecimiento secundarios, pasturas o pastizales, mientras que *S. pitiayumi* lo es en hábitat secundarios, en sucesión primaria, o bosques con disturbios naturales.

En SPU salvo *Cyanocompsa brisonii*, las seis especies importantes fueron gregarias y se observaron en bandadas uni (*Thectocercus acuticaudatus* y *Psittacara mitratus*) o multiespecíficas, en este último caso integradas por lo general por *Poospiza melanoleuca, Coryphospingus cucullatus* y *Zonotrichia capensis*. Estas especies ya fueron observadas en bandadas multiespecíficas para zonas próximas (Navarro y Marigliano, 2006).

Poospiza melanoleuca y *Z. capensis* fueron dominantes en la comunidad, registradas como abundantes, frecuentes e importan-

tes, son caracterizadas como de sensibilidad ambiental media y baja respectivamente. *C. brisonii,* de sensibilidad ambiental media, como frecuente y de IR alto y *C. cucullatus,* de sensibilidad ambiental baja, como frecuente para la localidad de Los Planchones por Navarro y Marigliano (2006). *Coryphospingus cucullatus* es de hábitat secundarios, en sucesión primaria, o bosques con disturbios naturales.

En estudios previos no fueron observadas en la localidad de Los Planchones, sitio próximo a la zona de estudio, *Thectocercus acuticaudatus, Psittacara mitratus* ni *Polioptila dumicola* (Navarro y Marigliano, 2006), pero sí en los bosques de la localidad de Las Tipas (Antelo *et al.,* 2006). Éstas son especies de sensibilidad ambiental media. En las viviendas de la localidad de Las Tipas, *P. mitratus* resultó la especie más abundante e importante durante el otoño (Navarro *et al.*, 2000; Brandán *et al.,* 2006). Según la bibliografía es de hábitats secundarios, o hábitats en sucesión primaria, o bosques con disturbios naturales.

El análisis y evaluación de los extremos del gradiente ambiental urbano ayudarían a sustentar las tendencias observadas en este trabajo incrementando la insuficiente información existente sobre los efectos de la urbanización en ambientes exurbanos (Suárez Rubio *et al.*, 2011).

AGRADECIMIENTOS

Las autoras expresan su agradecimiento al Ing. Federico García Hamilton por autorizar el acceso y colecta de datos en la propiedad privada considerada como el sitio exurbano y a dos revisores anónimos por sus oportunas sugerencias que enriquecieron este trabajo.

LITERATURA CITADA

Alvey, A. A. 2006. Promoting and preserving biodiversity in the urban forest. Urban Forestry & Urban Greening, 5: 195-201.

Antelo, C. M., Brandán, Z. J., Navarro, C. I. y Marigliano, N. L. 2006. Avifauna de un sector de bosque en Las Tipas (Tucumán, Argentina). Acta Zoológica Lilloana, 50: 41-46.

Blair, R. B. 1996. Land use and avian species diversity along an urban gradient. Ecological Applications, 6: 506-519.

Brandán, Z. J., Navarro, C. I., Marigliano, N. L. y Antelo, C. M. 2006. Estructura y composición específica de la comunidad de aves en un área suburbana de la provincia de Tucumán, Argentina. Acta Zoológica Lilloana, 50: 47-53.

Bucher, E. H. y Herrera, G. 1981. Comunidades de aves acuáticas de la Laguna de Mar Chiquita (Córdoba, Argentina). Ecosur, 8: 91-120.

Clergeau, P., Savard, J. P. L., Mennechez, G. y Falardeau, G. 1998. Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. The Condor, 100: 413-425.

De Juana Aranzana, F. 2013. Gestión de las zonas verdes urbanas y periurbanas para la conservación de la biodiversidad: el caso de Vitoria-Gasteiz. Sexto Congreso Forestal Español, 6CFE02-021, Sociedad Española de Ciencias Forestales, 15 pp.

Fauth, J. E., Bernardo, J., Camara, M., Resetarits, W. J. y Van Buskirk, J. 1996. Simplifying the jargon of community ecology: a conceptual approach. The American Naturalist, 147: 282-286.

Feinsinger, P. 2004. El diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad. FAN. Santa Cruz de la Sierra, 242 pp.

Fraterrigo, J. M. y Wiens, J. A. 2005. Bird communities of the Colorado Rocky Mountains along a gradient of exurban development. Landscape and Urban Planning, 71: 263-275.

Hunter, M. 1996. Fundamentals of Conservation Biology. Black-Well Science, Inc. USA.

Hutto, R. L., Pletschet, S. M. y Hendricks, P. 1986. A fixed-radius point count method for breeding and nonbreeding season use. The Auk, 103: 593-602.

Jost, L. y González Oreja, J. A. 2012. Midiendo la diversidad biológica: más allá del índice de Shannon. Acta Zoológica Lilloana, 56: 3-14.

Juri, M. D. y Chani, J. M. 2005. Variación en la composición de comunidades de aves a lo largo de un gradiente urbano (Tucumán, Argentina). Acta Zoológica Lilloana, 49: 49-57.

Leveau, L. M. y Leveau, C. M. 2004. Comunidades de aves en un gradiente urbano de la ciudad de Mar del Plata, Argentina. El Hornero, 19: 13-21.

MacGregor-Fors, I. y Schondube, J. E. 2012. Urbanizing the wild: shifts in bird communities associated to small human settlements. Revista Mexicana de Biodiversidad, 83: 477-486.

Magurran, A. E. 1989. Diversidad ecológica y su medición. Ediciones Vedra, Barcelona, 200 pp.

Marzluff, J. M., McGowan, K. J., Donnelly, R. y Knightet, R. L. 2001. Causes and consequences of expanding American Crow populations. En: J. M. Marzluff, R. Bowman y R. Donelly (eds.), Avian Ecology and conservation in an Urbanizing World. Kluwer Academic Press, Norwell, Massachusetts, capítulo 16, 332-363.

McIntyre, S. y Hobbs, R. 1999. A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. Conservation Biology, 13: 1282–1292.

McKinney, M. L. 2002. Urbanization, biodiversity and conservation. BioScience, 52: 883-890.

Merenlender, A. M., Reed, S. E. y Heise, K. L. 2009. Exurban development influences woodland bird composition. Landscape and urban planning, 92: 255-263.

Miller, J. R. y Hobbs, R. J. 2002. Conservation where the people live and work. Conservation Biology, 16: 330-337.

Munyenyembe, F., Harris, J., Hone, J. y Nix, H. 1989. Determinants of bird populations in an urban area. Australian Journal of Ecology, 14: 9–557.

Navarro, C. I. y Marigliano, N. L. 2006. Avifauna otoño-invernal en un sector de Bosque Chaqueño Serrano (Trancas, Tucumán, Argentina). Acta Zoológica Lilloana, 50: 55-60.

Navarro, C. I, Brandán, Z. J., Antelo, C. M. y Marigliano, N. L. 2000. Avifauna invernal en una localidad del Bosque Chaqueño Serrano (Las Tipas, Tucumán, Argentina). Acta Zoológica Lilloana, 45: 233-240.

Noss, R. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical model. Conservation Biology, 4: 355-364.

Pautasso, M. 2007. Scale dependence of the correlation between human population presence and vertebrate and plant species richness. Ecology Letters, 10: 16-24.

Pickett, S. T. A., Ostfield, R. S., Shachak, M. y Likens, G. E. 1992. The Ecological Basis of Conservation. Heterogeneity, Ecosystems and Biodiversity. International Thompson Publishing Chapman and Hall, New York, pp. 16-22.

Presti, P. M. y Echevarria, A. L. 2009. El ensamble de aves en un relicto de selva pedemontana: Parque Percy Hill (Yerba Buena, Tucumán, Argentina). Acta Zoológica Lilloana, 53: 64-76.

Remsen, J. V. Jr., Cadena, C. D., Jaramillo, A., Nores, M., Pacheco, J. F., Pérez-Emán, J., Robbins, M. B., Stiles, F. G., Stotz, D. F. y Zimmer, K. J. 2014. A classification of the bird species of South America. American Ornithologists' Union, http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.html.

Santillán de Andrés, S. E. y Ricci, T. R. 1980. Geografía de Tucumán. Facultad de Filosofía y Letras, Universidad Nacional de Tucumán, 157 pp.

Stotz, D., Fitzpatrick, J., Parker III, T. y Moskovits, D. 1997. Neotropical birds: ecology and conservation. The University of Chicago Press, 478 pp.

Suárez-Rubio, M., Leimgruber, P. y Renner, S. 2011. Influence of exurban development on bird species richness and diversity. Journal of Ornithology, 152: 461-471.

Versvoorst, F. 1981. Mapa de las comunidades vegetales de la provincia de Tucumán. En: R. F. Laurent y E. M. Terán (eds.), Lista de anfibios y reptiles de la provincia de Tucumán. Miscelánea 71, Fundación Miguel Lillo, Tucumán.

Vides Almonacid, R. y Andrade Pérez, A. 2009. Nuevos enfoques en la conservación de la biodiversidad: ¿Hacia dónde vamos? Acta Zoológica Lilloana, 53: 7-15.

Villegas, -B., M. y Garitano-Zavala, A. 2008. La comunidad de aves como indicadores ecológicos para programas de monitoreo ambiental en la Ciudad de La Paz, Bolivia. Ecología en Bolivia, 43: 146-153.